DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170425

王大鹏, 郑亮, 吴小平, 罗雪华, 王文斌, 张永发, 薛欣欣. 旱地土壤硝态氮的产生、淋洗迁移及调控措施[J]. 中国生态农业学报, 2017, DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170425
Wang D P, Zheng L, Wu X P, Luo X H, Wang W B, Zhang Y F, Xue X X. Review of soil nitrate formation, leaching transport and their control measures in upland farming systems[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170425

旱地土壤硝态氮的产生、淋洗迁移及调控措施*

王大鹏[1], 郑　亮[2], 吴小平[1**], 罗雪华[1], 王文斌[1], 张永发[1], 薛欣欣[1]
(1. 中国热带农业科学院橡胶研究所　儋州　571737; 2. 中国水产科学研究院东海水产研究所　上海　200090)

摘　要: 如何在保证作物高产的前提下, 提高氮肥利用率、减少氮肥损失及其对环境的影响已经成为一个世界性研究课题。硝态氮淋洗是旱地土壤氮素损失去向的重要途径之一, 是导致区域性地下水硝酸盐污染的重要原因, 已成为全球集约农区重大农业和生态环境问题。明确不同农作系统土壤硝态氮的产生、淋洗过程及影响因素, 并进一步提出阻控措施, 具有重要的农学和环境意义。在这一方面国内外学者已经开展了长期、大量的研究, 并积累了丰富的资料。本文综述了旱地土壤硝化作用的微生物驱动过程, 比较了当前最为常用的田间原位监测硝态氮淋洗方法的优缺点, 分析了影响硝态氮累积和淋洗的各种因素, 总结了相应的调控措施, 并对今后的研究工作进行展望: 加强旱地土壤硝化作用的关键微生物过程、机理以及相关驱动因子调控作用的研究, 有助于增加对土壤氮素循环的认识, 而这些认识是旱地农作系统进行氮素优化管理和制定硝态氮淋洗阻控技术的重要基础; 继续寻找和建立一种扰动更少、维护简单、样品污染更低、尤其适合长期监测的田间原位研究方法, 对于准确地揭示旱地土壤硝态氮的淋洗规律和实时通量尤为重要; 系统地开展不同旱地农作系统硝态氮淋洗的综合性研究, 阐明影响硝态氮累积和淋洗的主要因素, 并提出针对性的阻控措施, 更符合田间实际, 对于降低区域硝态氮淋洗风险意义重大。

关键词: 旱地土壤; 硝化作用; 硝态氮淋洗; 原位采样方法; 影响因素; 调控措施
中图分类号: S19; X59　　**文献标识码:** A

Review of soil nitrate formation, leaching transport and their control measures in upland farming systems*

WANG Dapeng[1], ZHENG Liang[2], WU Xiaoping[1**], LUO Xuehua[1], WANG Wenbin[1], ZHANG Yongfa[1], XUE Xinxin[1]
(1. Rubber Research Institute, Chinese Academy of Tropical Agricultural Sciences, Danzhou 571737, China; 2. East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China)

Abstract: Figuring out how improve nitrogen use efficiency and reduce nitrogen loss to abate its impact on environment in order to ensuring high crop yield production are of leading global research interest today. The leaching of nitrate is the main pathway of nitrogen loss and the main mode of regional groundwater nitrate pollution. It has become a severe agricultural and ecological environmental problem in intensive agricultural regions around the world. Thus it is important to understand nitrate formation, leaching process, influencing factors and to put forward effective control measures. A great number of studies have been carried out by both local and foreign scholars in this area that has led to the generation of abundant information over the years. In this paper, soil nitrification process driven by micro-organisms was briefly reviewed. The advantages and disadvantages of *in situ* nitrate leaching monitoring methods were compared. The factors that affected nitrate accumulation and leaching were also analyzed. On the basis of the above parameters, effective control measures were summed up and future research directions suggested. to strengthen researches on key micro-organism processes, mechanisms and functions of relevant driving factors of nitrification of upland soils. These clear undstanding on soil nitrogen contributed to the critical basis for the optimization of nitrogen management and the development of technologies to control nitrate leaching in upland farming systems. The exploration and establishment of methods of reducing soil disturbance, simple maintenance, less sample pollution and suitable long-term *in situ* field monitoring was particularly crucial to accurately reveal the soil nitrate leaching and real-time flux. The systematic development of comprehensive studies on nitrate

* 国家自然科学基金项目(31400529)和中国热带农业科学院基本科研业务费(1630022016017)资助
**通讯作者: 吴小平, 主要从事土壤养分管理研究。E-mail: wxp166@163.com
王大鹏, 主要从事土壤氮素循环及优化管理研究。E-mail: longmushan@163.com
收稿日期: 2017-05-09　接受日期: 2017-09-25
* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (31400529) and the Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund for Chinese Academy of Tropical Agricultural Sciences (1630022016017).
**Corresponding author, E-mail: wxp166@163.com
Received May 9, 2017; accepted Sep. 25, 2017

leaching in different upland farming systems, the clarification of various factors that affected nitrate accumulation and leaching, and then the putting forward of effective control measures based on actual field conditions were required to reduce the risk of nitrate leaching at regional scale.

Keywords: Upland soil; Nitrification; Nitrate leaching; *In situ* sampling method; Control measure

氮肥在全球作物增产中发挥了关键作用，在满足人们对农产品需求日益增长的同时，也付出了惨重的代价，导致一系列严重的环境问题[1-2]。因此，如何在保证作物高产的前提下，提高氮肥利用率、减少氮肥损失及其对环境的影响已经成为一个世界性研究课题，引起了广泛的关注[1,3]。

氮肥施入土壤之后主要有 3 种去向：作物吸收、土壤残留和损失(氨挥发、淋洗损失、硝化-反硝化以及径流损失等)。各种去向之间存在密切联系，并受到包括作物特性、土壤质地、农业措施和气象条件等许多因素的影响，是研究氮肥农学效应和环境效应的共同基础。硝态氮作为土壤无机态氮的主要形态之一，是氮肥在土壤中残留和转化的重要产物，其含量水平反映了土壤实际的供氮能力[4-5]。在土壤无机氮中，铵态氮带正电荷，易被带负电荷的土壤胶体所吸附。而硝态氮带负电荷，最易发生淋洗。旱地土壤多分布于干旱、半干旱或半湿润区，年降水量大多低于年蒸发量，早期普遍认为这种气候条件下的硝态氮淋洗损失很少。然而越来越多的证据表明，在旱地土壤硝态氮大量累积的情况下，其淋洗程度主要受到一次或数次降雨和灌溉强度的影响[4,6]。因此，硝态氮淋洗也是旱地土壤氮素损失的一个重要途径[6-7]，是导致区域性地下水硝酸盐污染的重要原因[8-9]，已经成为全球集约农区重大农业和生态环境问题[10-12]。明确不同农作系统土壤硝态氮的产生、淋洗过程及影响因素，并进一步提出阻控措施，具有重要的农学意义和环境意义。在该领域，国内外学者已经开展了长期、大量的研究，并积累了丰富的资料。本文就旱地土壤硝化作用、硝态氮淋洗的监测方法、影响因素及调控措施的研究现状作简要综述。

1　土壤硝态氮的产生途径

除硝态氮肥的施用外，土壤中的硝态氮主要来自于肥料铵和土壤铵的硝化，因此土壤硝化和矿化能力是土壤硝态氮产生和累积的关键[13]。硝化作用是土壤氮素循环的重要过程，不仅决定土壤氮素的有效性，而且与土壤酸化、硝酸盐淋洗和氧化亚氮(N_2O)排放等一系列生态环境问题息息相关[14]。一般认为土壤硝化作用是在化能无机自养微生物的驱动下将 NH_4^+氧化为 NO_2^-，进而氧化为 NO_3^-的 2 步过程[15]。其中氨氧化过程被认为是硝化作用的限速步骤，氨氧化微生物是硝化作用的主要驱动因素。长期以来，人们一直认为氨氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)是土壤氨氧化过程的主要驱动者。近 10 年来，一系列重要研究[16-17]颠覆了人们的传统认识：土壤氨氧化古菌(ammonia-oxidizing archaea, AOA)氨氧化关键功能基因(*amoA*)的发现，以及具有氨氧化能力的 AOA 纯菌株的成功分离和培养，暗示着 AOA 在土壤硝化过程中可能扮演重要角色。此后，AOA 的氨氧化功能引起了广泛的关注，并迅速成为土壤氮循环微生物机理研究的热点领域。研究证实，AOA 广泛地分布于陆地生态系统中，在农田土壤[18-19]、森林土壤[20]和草地土壤[18]等均已发现 AOA 的存在，且多数生境中 AOA 数量远超过 AOB。这些工作进一步预示了 AOA 在土壤氨氧化过程中的潜在重要性。

在高氮投入的农田生态系统中发现[21]，虽然 AOA 的 *amoA* 基因数量远高于 AOB，但 AOB 是农田土壤氨氧化过程的主要驱动者。对新西兰草地土壤[22]的研究也得到相似的结论，仍旧证实了 AOB 在土壤硝化过程中的主导作用。可见，尽管在多数土壤环境中 AOA 的 *amoA* 丰度要高于 AOB，但并不能确定其在土壤硝化过程中的驱动作用，AOA 的生态学功能仍需深入地探索和验证。对奇古菌(*Nitrosopumilus maritimus*)的氨氧化动力学研究[23]表明，AOA 对铵态氮具有极高的底物亲和力，进行氨氧化作用的最低底物浓度远低于 AOB，这说明 AOA 在寡营养环境中对铵态氮的氧化可能具有较高的竞争优势，为进一步认识 AOA 的生理特性和功能活性提供了重要线索。随后开展的一系列研究结果逐渐证明了 AOA 的氨氧化功能：在酸性红壤中，AOA 的丰度和群落组成对长期施肥的响应比 AOB 更为明显，AOA 对酸性土壤硝化过程可能有更为重要的贡献[19]。Zhang 等[24]验证了 AOA 中 2 个功能基因 *amoA* 和 *hcd* 同化 ^{13}C 标记的 CO_2 进行自养氨氧化过程，为 AOA 参与土壤硝化作用提供了直接证据。基于这一原理，微宇宙培养试验进一步证实了 AOA 在酸性土壤氨氧化过程中的主导作用[25]。目前在酸性土壤中已成功培养到 1 株嗜酸古菌(*Nitrosotalea devanaterra*)，其能在 pH 4.5 土壤中完成生长和氨氧化过程[26]。这些工作为认识 AOA 在土壤硝化过程的贡献提供了重要依据。

由此可见，两类氨氧化微生物在驱动土壤硝化过程中可能具有不同的代谢过程和生态位上的分化[27-28]。AOA 可能更适应于极端的寡营养环境(酸性、低氮)，而 AOB 则多在中碱性土壤环境中发挥主导作用。然而值得指出的是，虽然一系列颠覆性研究证明了 AOA 在土壤硝化过程中的驱动作用，如土壤中 AOA

amoA 基因的发现[16]、土壤 AOA 的成功培养[26]以及 AOA 参与土壤硝化过程的验证[24]。但是我们对于 AOA 在土壤硝化作用中贡献的了解仍十分有限。深刻地理解土壤原位条件下 AOA 的生态学功能及代谢特征，对于我们增加对土壤硝化作用的认识具有重要的科学意义。

2　硝态氮淋洗的田间原位研究方法

从氮素有效性的角度出发，根区以下土壤累积的硝态氮难以被作物所利用[29]；旱地土壤地下水位普遍较深，硝态氮随毛管水上升的高度有限；同时深层土壤活性碳源匮乏，土壤水分也很少能达到反硝化作用所需要的条件，土壤微生物很难固持或反硝化这部分硝态氮[30]。这部分硝态氮的主要去向是向更深层土壤移动。因此，在旱地土壤中硝态氮移动出根区就被视为淋洗损失。硝态氮在土壤中的移动是一个紊乱无序的过程，并不遵循传统的"活塞理论"，带有偶然性和间歇性[31]。这种移动特征增加了对硝态氮淋洗实时监测和定量研究的困难。就目前的采样方法而言，均有其优越性和局限性。迄今为止，仍未找到一种普遍适用的采样方法[32]。下面就国际上广泛使用的几种田间原位土壤硝态氮淋洗的监测方法做简要综述。

2.1　土壤剖面采样法

土壤剖面采样法(soil core sampling method)，即利用土钻分层采集一定深度土壤样品，通过测定土壤中硝态氮含量，来计算土壤硝态氮的累积量。利用土钻法监测土壤硝态氮通常要采集较深的土壤样品，在土钻的选择上大多采用土壤原状采样土钻，以便采集较为完整的原状样品。土钻采样法具有较高的方便性，通过多点重复采样可以较好地解决空间变异问题。然而由于硝态氮累积、移动和淋洗具有较强的时间变异性，用这种方法监测土壤硝态氮动态变化需要多次重复采样，不仅工作量大，而且会对试验区造成永久性的破坏。采样后由于大孔隙的产生，即使进行了回填，仍然不能避免优先流的问题[33]。

土壤剖面采样法能够直接反映出硝态氮在土层间的累积和移动[4]。用该方法可以采集深达数米乃至十几米土柱，能够很好地研究硝态氮在土壤剖面中的分布、持留、累积及迁移情况[34-35]。在旱地土壤中，基于作物根系分布特征和土壤水分运移规律，利用施氮区与空白区根层以下土壤剖面硝态氮累积之差也可以估算硝态氮淋洗量[5]。但一般认为，土壤剖面采样法能够直接监测土层硝态氮浓度，但不能定量其淋洗通量，必须结合如水量平衡技术等监测的水分通量，来计算淋洗通量[36-37]。与渗漏计法和土壤溶液抽提法比较，该方法得到的结果还存在较大差异[36]。

2.2　土壤溶液抽提法

土壤溶液抽提法又称吸杯法(suction cups)，是目前最为常用的田间原位监测硝态氮淋洗的方法。其采样系统通常由 3 部分组成：多孔材料制成的吸杯、真空泵和采样瓶。吸杯可由陶瓷、硅砂及不锈钢等多种材质制成[38]。试验前需将吸杯埋于一定深度土壤中，这个过程往往需要向钻孔注入泥浆，使吸杯与土壤紧密结合。采样时在负压的条件下抽提土壤溶液，当吸杯内的毛管压力小于土壤毛管压力时，土壤溶液就被吸入吸杯。与渗漏计法相比较，溶液抽提法可以在土壤较为干旱的情况下提取土壤溶液，既可以采集重力水又可以采集部分毛管水。然而由于重力水和毛管水在土壤中的滞留时间不同，土壤矿化以及硝化等各种微生物过程显著影响二者的化学组成(如硝态氮、铵态氮等)，这是导致溶液抽提法与渗漏计法不同的重要原因之一[39]。

土壤异质性对抽提法采集土壤溶液的影响很大。土壤类型、所需样品量以及土壤含水量等因素是决定采样吸力以及采样时间的主要因素[40]，而土壤的时空变异导致二者的不确定性[38]，给实际采样工作带了较大困难。通常认为连续采样对偶然事件(降雨或灌溉等)的响应更为迅速，杯体对溶质的吸附更低，能够采到比非连续采样更具有代表性的样品，但是也存在系统维护和样品污染等问题[38]；自然条件下，土壤溶液抽提法对土壤水分状况的影响尚不明确[40]。对吸杯施加一定吸力的情况下，会改变土壤的基质势，致使土壤水的流场发生变形，从而影响样品采集；在自然土壤中，土壤溶液抽提法所采集的样品量和采样面积在时间和空间上都是不连续的[41]，不能定量溶质的运移通量[32]。因此，在硝态氮淋洗通量研究中，必须同时监测和计算土壤剖面水分通量。目前较为常用的水分通量研究方法主要有水量平衡计算法[42]和模型计算法[6-43]。

2.3　渗漏盘(计)法

渗漏盘法(pan lysimeter)，即在土壤中安装渗漏盘，收集某段时间内的土壤淋洗液，通过测定淋洗液的体积和硝态氮浓度来计算该段时间内的硝态氮淋洗量[32]。该方法能够收集在重力作用下沿土体向下运动的土壤水分，被广泛用于土壤溶液的田间原位监测研究[44-45]。然而渗漏盘的安装较为复杂，尤其是大型渗漏盘田间原位的水平安装，至今仍存在一定的困难[46]。另外，在田间原状土壤中安装渗漏盘会破坏土壤原有的孔隙结构，渗漏盘上方和土层下方会产生一个土-水-气的交界面(即毛管障碍界面)，其表面张力使水分不易下渗。只有交界面上部土壤水分达到饱和，水分才能在重力的作用下进入渗漏盘。交界面的存在也会导

致水分在其上部土壤中产生分散流的问题，降低了渗漏盘的收集效率[47]。在一些研究中，通过在渗漏盘上加装分散流控制壁来抑制土壤分散流，提高土壤渗漏水的收集效率[48]。

渗漏计法(lysimeter)，一般为PVC或钢质圆筒，安装时将其直接压入土壤，连同圆筒取出完整原状土壤，末端封闭后接出水口，后将其重新埋入土壤[45]。原状土壤渗漏计的田间安装也比较复杂(图 1)，很多情况下需要用到大型机械，对试验区土壤扰动较大[49]。在安装过程中，须使渗漏计壁与周围土壤紧密结合，并尽量减少人为因素对渗漏计微区环境的影响[50]。长期以来，这种方法一直受到沿侧壁下渗的优势流问题的困扰[46,51]。另外渗漏计底部也有可能出现阶段性水分饱和，导致反硝化作用的发生，影响了硝态氮的浓度[32,50]。通常旱地土壤水分很少能达到饱和。在非饱和条件下，硝态氮随土壤水分在重力势和基质势等作用下仍可能缓慢向下迁移。此时，滞留在渗漏盘(计)中的硝态氮则可能发生一系列转化或随着水分向上迁移。在旱地土壤中，一般认为应用渗漏盘(计)法监测溶质通量的结果偏低[32]。



图 1　原状土壤渗漏计的安装(A)及土壤溶液的采集(B) [49]

Fig. 1　Schematic diagrams for lysimeter systems installation in undisturbed soil (A) and soil solution sampling (B) [49]

2.4　其他田间原位研究方法

离子交换树脂法即树脂包法(resin bags)，即利用离子交换树脂的交换特性，吸收土壤溶液中的某些溶质(如硝态氮等)。使用时将已知面积的离子交换树脂包埋于一定深度的土壤中，经过一段时间后将其取出，然后通过提取、测定其吸收的硝态氮总量，计算土壤剖面中硝态氮淋洗通量。该方法原理简单、无需维护，适合长期监测，被广泛用于田间硝态氮淋洗的原位研究中[52-53]。然而该方法也具有一定的局限性: 1)只能定量某段时间内的溶质通量，而无法监测溶质浓度; 2)安装和取样需要反复挖掘土壤，不仅工作量大，而且也会对试验区造成永久性的破坏; 3)树脂包的水分特征与周围土壤水的自然流场具有一定的差异，对溶质通量影响较大。

毛管芯采样法(capillary wick samplers)，是利用毛细管原理采集和监测土壤溶质及通量的一种方法。最为常见的毛管芯材料如玻璃纤维、岩棉等[47-48]。毛管芯采样法对渗漏液的收集效率较高[47]，但也有研究指出这种采样方法可能高估了淋洗通量[48]。该系统田间安装同样较为复杂，对土壤扰动大，也存在优先流的问题。另外溴是一种很好的研究土壤溶质运移的元素。由于其在土壤中的本底值很低，且不受化学生物转化的影响，与NO_3^-都是一价阴离子，很多田间试验利用溴来研究硝态氮在土壤中的运移[6,31,36]。研究发现，溴与硝态氮在土壤剖面中的运移行为具有很好的一致性[6,54]，因此可以将溴作为示踪元素原位研究硝态氮在土壤剖面中的迁移和淋洗过程。

3　硝态氮淋洗的影响因素及调控措施

决定硝态氮淋洗的 2 个基本条件[10]，一是土壤中有硝态氮的累积，二是土壤剖面中的水分通量。硝态氮在土壤剖面中的累积和淋洗是氮素转化、作物吸收、土壤残留和损失的综合结果，受多种因素的影响，如施氮量、氮肥种类和施氮方法[55-56]、灌溉量和降雨量[6,42]、磷钾肥和有机肥的施用[57]、土壤质地和土壤水分特征[10]、作物轮作体系[58]，以及其他农作管理措施[59]等。

3.1　施氮量是导致硝态氮累积和淋洗的重要因素，合理施氮是降低硝态氮淋洗的关键

硝态氮在土壤中的淋洗涉及到有机氮的矿化、土壤或肥料铵的硝化、作物吸收、硝态氮的生物固定、反硝化以及在渗漏水的作用下向下迁移等过程[55,60](图 2)。施氮量是影响硝态氮累积和淋洗的重要因素[7,10]。在施氮量不足的情况下，所施入氮量不能满足作物对氮素的需求、土壤及微生物对氮素的固定，土壤氮库被大量消耗，土壤中硝态氮含量很低，淋洗损失可以忽略; 在平衡施氮条件下，土壤氮素供需大致平衡，土壤中硝态氮含量能够维持在一个较为适宜的范围内，淋洗损失不至于产生环境问题; 过量施氮后，施氮量远远超过作物吸收能力和土壤的固持能力，土壤中有大量硝态氮盈余，在一定条件下会导致严重的淋洗损失[55]。因此，合理的施氮量和施氮方法是保证作物产量、减少硝态氮累积和淋洗的关键[10,55]。农业生产中

氮肥损失率高、对环境压力大是一个世界性的问题。针对这一问题，一些人少地多的发达国家积极通过改进施肥方法和技术或采用降低产量目标的手段(如发展有机农业)来减少氮肥的施用量，从而降低如氮素淋洗等环境压力[49,56,61]。在这一方面，国内外学者已进行了长期的研究，并逐渐达成共识：1)在降低硝态氮淋洗的途径中，严格控制施氮量以减少氮素投入、避免硝态氮大量累积、降低硝态氮淋洗风险，已成为发展的重要方向[3,10]；2)各种优化施氮技术[62]、机械化施肥[63]、合适的氮肥品种、新型肥料[64]及硝化抑制剂[65]的使用均能有效地减少硝态氮的淋洗。

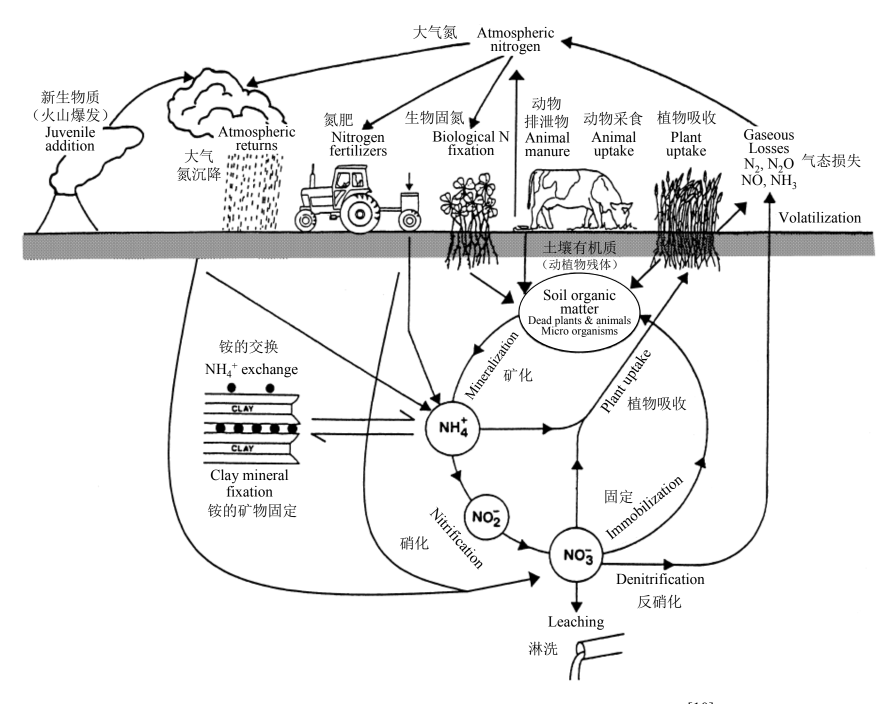


图 2　旱地生态系统氮素循环及硝态氮淋洗过程[10]

Fig. 2　Nitrogen cycling and nitrate leaching process in the upland soil ecosystem[10]

3.2　供水量是硝态氮发生淋洗的必要条件，优化灌溉是旱地农作减少硝态氮淋洗的重要措施

渗漏水对硝态氮在土壤中的迁移和淋洗发挥着关键的运载作用。硝态氮能否淋洗出根层土壤主要取决于土壤水分特征、灌溉量、降水频次和强度等因素[66-67]。因此，供水量(特别是单次或数次灌溉和降雨强度)是旱地土壤硝态氮发生淋洗的必要条件，也是决定区域淋洗通量的重要因素[6,68]。当水分供应不足时，土壤中盈余的氮素主要在根层土壤累积；当水分供应超过土壤田间持水量时，土壤中盈余的硝态氮则会在水分的作用下淋洗出作物根区，向地下水渗漏。这个过程除了受土壤质地、地下水埋深等因素的影响外，主要受灌溉和降雨的影响。在土壤水分饱和条件下，硝态氮能够快速地穿过土壤剖面[69]。随着灌溉量的增加，硝态氮的淋洗量和迁移深度均显著增加[6,70]。另外，灌溉和降雨会对硝态氮的浓度产生一定影响。随着灌溉量和降雨量的增加，土壤含水量升高，直接导致土壤溶液中硝态氮浓度的降低。值得注意的是，土壤水分条件又会影响诸如硝化、反硝化等过程。土壤水分的增加会使土壤通气性变差，有可能增强反硝化过程，削弱硝化过程，导致土壤硝态氮含量的变化[71]。

过量的水氮投入是集约农区硝态氮淋洗的重要原因[4,7]。过量施氮后，土壤中盈余的硝态氮主要在土壤剖面不同层次累积，具有很大的淋洗风险。过量灌溉和强降雨则是导致土壤中累积硝态氮向地下水淋洗的重要原因。大量研究均已证实，优化灌溉是减少累积硝态氮向下迁移及进一步淋洗的重要措施[6,42]。主要包括：1)限量灌溉，减少灌溉量，特别是限制单次灌溉强度对于阻控硝态氮的淋洗具有重要作用[6]；2)使用各种优化灌溉技术，如土壤水分实时监控的优化灌溉技术[62]、滴灌及微喷灌技术[72]、短畦灌溉[73]等。通过这些灌溉措施的改进和优化，既能满足作物对水分的需求，又能极大地降低灌溉水量，同时又可以进一步降低硝态氮淋洗。

3.3　土壤质地对硝态氮的持留、运移和淋洗有重要影响

土壤质地对硝态氮的持留、运移和淋洗具有重要影响。土壤质地是导致不同土壤类型中硝态氮淋洗差异的重要原因[74]，主要表现在两个方面：1)不同质地土壤孔隙发育程度不同，导致土壤基质势(吸力)和土壤含水量的差异，从而影响土壤硝态氮浓度、持留时间以及反硝化潜势[10,75]。研究表明[76]，不同质地土壤硝

态氮含量为壤土>砂质壤土>壤质砂土，随着土壤粉粒的增加，硝态氮含量呈增加趋势。细质地土壤的中小孔隙发育程度较好，在相同含水率条件下其土壤吸力更大，由此增加了对硝态氮持留。虽然其水分及硝态氮的有效性不如粗质地土壤，但更为持久，也更容易出现硝态氮累积的现象; 2)不同质地土壤的水分特征参数变异很大，影响水分在土壤剖面中的运动，从而影响硝态氮的运移和淋洗。土壤水分具有从大孔隙优先通过的特性[32]，粗质地土壤中水分和硝态氮运移深度明显大于细质地土壤，更易造成水氮淋失[77]。黏粒含量的增加阻碍硝态氮的迁移。另外土壤容重和有机质含量同样影响硝态氮的垂直迁移，较低的容重和较高的有机质含量有利于硝态氮更快地向下移动[69]。

3.4　施用有机肥对硝态氮淋洗有较大影响，平衡施肥能够有效提高氮素利用、减少硝态氮淋洗

关于施用有机肥能否降低硝态氮淋洗，目前尚存在一定的争议。一些研究认为，施用有机肥能降低硝态氮淋洗的主要原因是较低的氮素投入。如果进一步增加有机肥的施氮水平，其硝态氮淋洗量不会降低[50,78-79]。然而另有研究[53]表明，在施氮量相同的情况下，施用有机肥的硝态氮淋洗量仅为化肥的 18%~23%。在有机肥施氮量远大于化肥氮时，也得到类似的结果[80]。施用有机肥能够降低硝态氮淋洗的主要原因：1)有机态氮是有机肥中氮素的主要形态，其转化为硝态氮需要经过持续的矿化和硝化等过程(而这些过程中氮素的释放是较为缓慢的)，因此降低了硝态氮的淋洗风险[53]; 2)有机肥的施用增加了土壤中高 C/N 比的有机物质，能够激发土壤微生物的数量和群落，有利于土壤硝态氮被微生物转运和固定[81]，同时有可能增加了硝态氮的反硝化损失[53]; 3)有机肥养分较为均衡，长期施用能够显著增加土壤肥力，在一定程度上能够促进作物生长和产量，增加了作物对氮素的吸收[82]。

目前普遍认为，有机无机配施是保证作物高产、提高氮素利用率和降低硝态氮淋洗的有效措施[53]。另外磷、钾等其他养分的合理配施，能够进一步促进植物对土壤中累积氮的吸收，从而降低土壤溶液硝态氮的浓度，降低硝态氮的淋洗风险[4,10,83]。

3.5　其他农艺措施同样能够影响硝态氮淋洗，农艺措施的优化是提高作物对氮素吸收、减少硝态氮累积和淋洗的重要举措

不同作物对氮素需求和吸收能力差异较大，作物配置和轮作制度影响硝态氮的累积和淋洗[75,84]。大量研究证实，间作、覆盖以及填闲作物均能有效地降低硝态氮淋洗[84-85]。这些农作措施降低氮素淋洗的主要机制[11,84]：1)覆盖作物或者间作作物通过增加对土壤氮素的吸收以及对土壤水分的消耗，降低了土壤中硝态氮的累积量和水分通量; 2)覆盖作物或者间作作物改变了土壤 C/N 比和无机氮含量，影响了土壤矿化和固持等过程，对后季作物氮素利用产生影响。不合理的轮作制度是导致硝态氮淋洗的一个重要因素[4]。与小麦-玉米传统轮作相比，夏季休闲显著增加了土壤硝态氮的淋洗[86]。合理轮作是降低氮素淋洗重要措施，主要包括合理的作物配置(间作作物、覆盖作物以及深根性植物的选用)和轮作制度，尽量减少土地休闲等[84]。

通常认为，秸秆还田有利于降低土壤硝态氮的累积和淋洗[75]。其降低硝态氮淋洗的主要机制主要有以下两个方面: 1)秸秆还田作为一种外源碳的添加途径能够提高土壤 C/N 比，增加土壤微生物的活性，激发土壤中的无机氮向有机氮转化(生物固持)，降低土壤有机氮的净矿化，降低硝态氮的淋洗风险。然而经过长期秸秆还田，持续的秸秆投入也有可能增加土壤氮素矿化，加剧硝态氮淋洗[10,87]。2)碳源作为土壤微生物的能源，是调控土壤微生物进行反硝化作用的重要因子。旱地土壤中秸秆还田有可能增加反硝化损失[88-89]，降低氮素的淋洗损失(这一过程异常复杂，并且受到多种因素的综合影响)。在硝态氮大量累积的旱地土壤中优化秸秆还田措施，促进硝态氮的生物固持向土壤有机氮库转化，降低硝态氮累积和淋洗，值得深入研究。另外，将作物秸秆等制成生物质炭添加到土壤中，被证明能够有效地降低土壤硝态氮淋洗：生物质炭具有发达的孔隙结构和高的比表面积以及酸碱性官能团，能够通过物理或化学吸附等作用直接吸附土壤氮素，增加氮素在土壤中的持留，降低硝态氮淋洗风险[90-92]。然而目前对于生物质碳吸附土壤氮素的作用机理还不清楚，不同植物材料制备的生物质炭对土壤氮素吸附的差异也很大[92]; 土壤中添加生物质炭能够增加土壤持水能力[93]，在一定程度上可以减少土壤水分渗漏; 除此之外，生物质炭的添加减少了土壤有机质分解和有机氮矿化，降低了微生物群落活性[94]，或通过对土壤铵的吸附[95]，抑制土壤硝化过程，可能降低土壤硝态氮的淋洗风险。但也有研究表明，生物质炭的添加提高了土壤氨氧化微生物的丰度和活性，改变了群落结构[96]，促进了土壤硝化速率[93,96]。可见，生物质炭对土壤硝化过程的作用机理仍存在很大的不确定性，这也是今后进一步研究的重要方向。

耕作时间的选择对土壤硝态氮的累积和淋洗具有较大影响，冬季多雨地区避免在休闲期过早的耕作有助于降低硝态氮累积、减少淋洗风险[97-98]。耕作方式同样能够影响土壤硝态氮的累积和淋洗。与免耕相比，传统耕作通过对土壤的扰动改变了土壤理化性质和生物环境，促进了土壤矿化，在一定程度上可能提高硝态氮的浓度和淋洗通量[99-100]。然而其他的比较研究发现[101]，与传统耕作相比，免耕改善了土壤结构、增加

了土壤有机质含量和土壤贮水能力，但同时也提高土壤中蚯蚓的数量。由于蚯蚓活动增加了土壤大孔隙数量，导致更高的水分通量和硝态氮淋洗。

4 研究展望

综上所述，旱地土壤硝态氮的累积和淋洗受到人为和环境等因素的综合影响。由于淋洗到地下水的硝态氮存在巨大的危害性和难治理性，当今世界范围内仍缺乏大尺度修复和治理技术，具有很高的末端治理难度和代价。因此，在农业生产中从源头控制硝态氮的淋洗损失显得尤为重要，需要从技术研究和政策制定 2 个方面同时入手，在技术研究上重点需要开展以下几个方面:

1)氨氧化细菌和氨氧化古菌在旱地土壤硝化作用中的代谢机理、重要性以及贡献率虽然已展开了大量的研究，但至今尚存在很大的争议。阐明不同土壤硝化作用的关键微生物过程、机理以及相关因子的调控作用，将能极大地增加我们对这些问题的认识，而这些认识是旱地农作系统进行氮素优化管理和制定硝态氮淋洗阻控措施的重要基础。氨氧化古菌在陆地生态系统中广泛存在，且数量庞大。但迄今为止，我们对于氨氧化古菌在土壤硝化过程中贡献的了解仍相当有限。目前虽然从海洋和热泉中陆续分离或富集到一些氨氧化古菌，但从土壤中分离和培养的氨氧化古菌依然很少，其分离培养研究需要继续加强。值得注意的是，纯培养条件下微生物的生理代谢特征很可能与原位自然环境相去甚远，培养条件下所得到的结果还需要进一步验证。氨氧化细菌和氨氧化古菌对土壤硝化过程的相对贡献率，目前仍是土壤氮循环微生物生态学领域的热点问题。深刻地理解土壤原位条件下氨氧化古菌的生态学功能及代谢特征，具有重要的科学意义。因此，各种原位分析方法如基于分子生态学分析的稳定性同位素探针技术、二次离子质谱分析技术以及高通量测序技术等的交叉应用，可能对揭示氨氧化古菌的生态学功能发挥重要作用。

2)土壤是时间和空间上高度变异的连续体，而硝态氮在旱地土壤中的移动也是一个紊乱无序的过程。长期以来，硝态氮样品的田间采集也饱受土壤生物化学过程的影响。这些特征增加了对硝态氮淋洗实时监测和定量研究的困难性。就目前的原位采样方法而言，各有一定的优越性和局限性，但均不能很好地解决这些问题。迄今为止，也仍未找到一种普遍适用的采样方法。因此，在试验建立过程中必须综合考虑试验目的、试验要求以及土壤特征条件，以选择较为合适的采样方法。另外仍需继续研究和建立一种扰动更少、维护简单、样品污染更低、尤其适合长期监测的田间原位研究方法，这对于准确地揭示旱地土壤硝态氮淋洗规律非常重要。另一个普遍存在的问题是，土壤的异质性以及优先流等的存在极大地增加了样品的变异，很难采集到具有代表性的样品。因为点位上所采集的样品，严格意义上只能代表该点、此时的样品特征，而难以表征田块或区域水平以及时间上的变化，这些问题给计算结果带来一定的误差。因此，因地制宜地选择合适的采样方法，确定样点的数量及分布，结合地统计学方法或建立相应的模型技术，可能是解决这一问题的重要研究方向。

3)硝态氮在土壤剖面中的残留、累积、迁移和淋洗是氮素转化、作物吸收、土壤残留和损失的综合结果，在田间条件下受很多因素的综合影响。长期以来，大多数研究往往针对单一因素，综合性研究很少。系统地开展不同旱地农作系统硝态氮淋洗的综合性研究，阐明影响区域硝态氮累积和淋洗的主要因素，并提出针对性的阻控措施，更符合田间实际，对于降低区域硝态氮淋洗风险意义重大。这可能是区域农业面源污染防治工作的重要方向。大量田间试验均已证实，只有作物生长良好，施入的氮肥才能很好地被作物吸收，否则将导致严重的氮肥损失。而综合农艺管理措施的优化和提高则是保证作物对氮肥高效利用的关键，对于降低土壤硝态氮累积和淋洗风险具有重要作用。这其中包括水氮的优化管理、合理的轮作制度、耕作措施的改进、秸秆管理以及其他农艺措施等。只有把这些因素同时优化了，才能在保证作物高产的前提下，提高氮肥利用率、减少氮肥损失和降低因施氮带来的环境影响。

参考文献 References

[1] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. Science, 2008, 320(5878): 889–892

[2] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. Nature, 2013, 494(7438): 459–462

[3] Ju X T, Xing G X, Chen X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2009, 106(9): 3041–3046

[4] Ju X T, Liu X J, Zhang F S, et al. Nitrogen fertilization, soil nitrate accumulation, and policy recommendations in several agricultural regions of China[J]. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 2004, 33(6): 300–305

[5] Liu X J, Ju X T, Zhang F S, et al. Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat-maize cropping system in the North China Plain[J]. Field Crops Research, 2003, 83(2): 111–124

[6] Wang H Y, Ju X T, Wei Y P, et al. Simulation of bromide and nitrate leaching under heavy rainfall and high-intensity irrigation rates in North China Plain[J]. Agricultural Water Management, 2010, 97(10): 1646–1654
[7] Fang Q X, Yu Q, Wang E L, et al. Soil nitrate accumulation, leaching and crop nitrogen use as influenced by fertilization and irrigation in an intensive wheat-maize double cropping system in the North China Plain[J]. Plant and Soil, 2006, 284(1/2): 335–350
[8] Ju X T, Kou C L, Zhang F S, et al. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain[J]. Environmental Pollution, 2006, 143(1): 117–125
[9] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, et al. Nitrate pollution of groundwater in northern China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1996, 59(3): 223–231
[10] Di H J, Cameron K C. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 64(3): 237–256
[11] Dinnes D L, Karlen D L, Jaynes D B, et al. Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained Midwestern soils[J]. Agronomy Journal, 2002, 94(1): 153–171
[12] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China — Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63(2/3): 117–127
[13] Hart S C, Stark J M, Davidson E A, et al. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification[M]//Weaver R W, Angle S, Bottomley P J, et al. Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1994: 985–1018
[14] De Boer W, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: Micro-organisms and mechanisms[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(7/8): 853–866
[15] Kool D M, Wrage N, Oenema O, et al. Oxygen exchange between (de)nitrification intermediates and H_2O and its implications for source determination of NO_3^- and N_2O: A review[J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2007, 21(22): 3569–3578
[16] Treusch A H, Leininger S, Kletzin A, et al. Novel genes for nitrite reductase and Amo-related proteins indicate a role of uncultivated mesophilic crenarchaeota in nitrogen cycling[J]. Environmental Microbiology, 2005, 7(12): 1985–1995
[17] Könneke M, Bernhard A E, de la Torre J R, et al. Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon[J]. Nature, 2005, 437(7058): 543–546
[18] Leininger S, Urich T, Schloter M, et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils[J]. Nature, 2006, 442(7104): 806–809
[19] He J Z, Shen J P, Zhang L M, et al. Quantitative analyses of the abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing Archaea of a Chinese upland red soil under long-term fertilization practices[J]. Environmental Microbiology, 2007, 9(9): 2364–2374
[20] Isobe K, Koba K, Suwa Y, et al. High abundance of ammonia-oxidizing archaea in acidified subtropical forest soils in southern China after long-term N deposition[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2012, 80(1): 193–203
[21] Jia Z J, Conrad R. Bacteria rather than *Archaea* dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil[J]. Environmental Microbiology, 2009, 11(7): 1658–1671
[22] Di H J, Cameron K C, Shen J P, et al. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils[J]. Nature Geoscience, 2009, 2(9): 621–624
[23] Martens-Habbena W, Berube P M, Urakawa H, et al. Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying Archaea and Bacteria[J]. Nature, 2009, 461(7266): 976–979
[24] Zhang L M, Offre P R, He J Z, et al. Autotrophic ammonia oxidation by soil thaumarchaea[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107(40): 17240–17245
[25] Zhang L M, Hu H W, Shen J P, et al. Ammonia-oxidizing archaea have more important role than ammonia-oxidizing bacteria in ammonia oxidation of strongly acidic soils[J]. The ISME Journal, 2012, 6(5): 1032–1045
[26] Lehtovirta-Morley L E, Stoecker K, Vilcinskas A, et al. Cultivation of an obligate acidophilic ammonia oxidizer from a nitrifying acid soil[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(38): 15892–15897
[27] Di H J, Cameron K C, Shen J P, et al. Ammonia-oxidizing bacteria and archaea grow under contrasting soil nitrogen conditions[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2010, 72(3): 386–394
[28] Kerou M, Offre P, Valledor L, et al. Proteomics and comparative genomics of *Nitrososphaera viennensis* reveal the core genome and adaptations of archaeal ammonia oxidizers[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of

America, 2016, 113(49): E7937–E7946
[29] Huang Y, Rickerl D H, Kephart K D. Recovery of deep-point injected soil nitrogen-15 by switchgrass, alfalfa, ineffective alfalfa, and corn[J]. Journal of Environmental Quality, 1996, 25(6): 1394–1400
[30] Ju X T, Lu X, Gao Z L, et al. Processes and factors controlling N_2O production in an intensively managed low carbon calcareous soil under sub-humid monsoon conditions[J]. Environmental Pollution, 2011, 159(4): 1007–1016
[31] 赵露露. 高强度降雨及灌水对土壤累积硝态氮移动的影响[D]. 北京: 中国农业大学, 2007: 10–38
Zhao L L. Movement of accumulative nitrate affected by strong rainfall and irrigation in summer[D]. Beijing: China Agriculture University, 2007: 10–38
[32] Weihermüller L, Siemens J, Deurer M, et al. In situ soil water extraction: A review[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(6): 1735–1748
[33] Allaire S E, Roulier S, Cessna A J. Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques[J]. Journal of Hydrology, 2009, 378(1/2): 179–204
[34] Fan J, Hao M D, Shao M A. Nitrate accumulation in soil profile of dry land farming in Northwest China[J]. Pedosphere, 2003, 13(4): 367–374
[35] Rasiah V, Armour J D, Menzies N W, et al. Nitrate retention under sugarcane in wet tropical Queensland deep soil profiles[J]. Australian Journal of Soil Research, 2003, 41(6): 1145–1161
[36] Webster C P, Shepherd M A, Goulding K W T, et al. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land[J]. Journal of Soil Science, 1993, 44(1): 49–62
[37] Zotarelli L, Scholberg J M, Dukes M D, et al. Monitoring of nitrate leaching in sandy soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(4): 953–962
[38] Grossmann J, Udluft P. The extraction of soil water by the suction-cup method: A review[J]. Journal of Soil Science, 1991, 42(1): 83–93
[39] Marques R, Ranger J, Gelhaye D, et al. Comparison of chemical composition of soil solutions collected by zero-tension plate lysimeters with those from ceramic-cup lysimeters in a forest soil[J]. European Journal of Soil Science, 1996, 47(3): 407–417
[40] Weihermüller L, Kasteel R, Vanderborght J, et al. Soil water extraction with a suction cup[J]. Vadose Zone Journal, 2005, 4(4): 899–907
[41] Weihermüller L, Kasteel R, Vereecken H. Soil heterogeneity effects on solute breakthrough sampled with suction cups[J]. Vadose Zone Journal, 2006, 5(3): 886–893
[42] Gheysari M, Mirlatifi S M, Homaee M, et al. Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates[J]. Agricultural Water Management, 2009, 96(6): 946–954
[43] Moreno F, Cayuela J A, Fernández J E, et al. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain[J]. Agricultural Water Management, 1996, 32(1): 71–83
[44] Kasteel R, Pütz T, Vereecken H. An experimental and numerical study on flow and transport in a field soil using zero-tension lysimeters and suction plates[J]. European Journal of Soil Science, 2007, 58(3): 632–645
[45] Meissner R, Rupp H, Seyfarth M. Advances in out door lysimeter techniques[J]. Water, Air, & Soil Pollution: Focus, 2008, 8(2): 217–225
[46] Peters A, Durner W. Large zero-tension plate lysimeters for soil water and solute collection in undisturbed soils[J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2009, 13(9): 1671–1683
[47] Meissner R, Rupp H, Seeger J, et al. A comparison of water flux measurements: Passive wick-samplers versus drainage lysimeters[J]. European Journal of Soil Science, 2010, 61(4): 609–621
[48] Gee G W, Ward A L, Caldwell T G, et al. A vadose zone water fluxmeter with divergence control[J]. Water Resources Research, 2002, 38(8): 1141
[49] Zaman M, Blennerhassett J D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 136(3/4): 236–246
[50] Basso B, Ritchie J T. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize-alfalfa rotation in Michigan[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 108(4): 329–341
[51] Schoen R, Gaudet J P, Bariac T. Preferential flow and solute transport in a large lysimeter, under controlled boundary conditions[J]. Journal of Hydrology, 1999, 215(1/4): 70–81
[52] Allaire-Leung S E, Wu L, Mitchell J P, et al. Nitrate leaching and soil nitrate content as affected by irrigation uniformity in a carrot field[J]. Agricultural Water Management, 2001, 48(1): 37–50

[53] Kramer S B, Reganold J P, Glover J D, et al. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2006, 103(12): 4522–4527
[54] Vogeler I, Green S R, Mills T, et al. Modelling nitrate and bromide leaching from sewage sludge[J]. Soil and Tillage Research, 2006, 89(2): 177–184
[55] Ju X T. Direct pathway of nitrate produced from surplus nitrogen inputs to the hydrosphere[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014, 111(4): E416
[56] Venterea R T, Hyatt C R, Rosen C J. Fertilizer management effects on nitrate leaching and indirect nitrous oxide emissions in irrigated potato production[J]. Journal of Environmental Quality, 2011, 40(4): 1103–1112
[57] Masaka J, Wuta M, Nyamangara J, et al. Effect of manure quality on nitrate leaching and groundwater pollution in wetland soil under field tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. var. *Heinz*) rape (*Brassica napus* L. var. *Giant*)[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2013, 96(2/3): 149–170
[58] Smith C M, David M B, Mitchell C A, et al. Reduced nitrogen losses after conversion of row crop agriculture to perennial biofuel crops[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(1): 219–228
[59] Tonitto C, David M B, Drinkwater L E. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2006, 112(1): 58–72
[60] Sebilo M, Mayer B, Nicolardot B, et al. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(45): 18185–18189
[61] Shrestha R K, Cooperband L R, MacGuidwin A E. Strategies to reduce nitrate leaching into groundwater in potato grown in sandy soils: Case study from North Central USA[J]. American Journal of Potato Research, 2010, 87(3): 229–244
[62] Zhao R F, Chen X P, Zhang F S, et al. Fertilization and nitrogen balance in a wheat-maize rotation system in North China[J]. Agronomy Journal, 2006, 98(4): 938–945
[63] Goulding K. Nitrate leaching from arable and horticultural land[J]. Soil Use and Management, 2000, 16(S1): 145–151
[64] Shaviv A. Advances in controlled-release fertilizers[J]. Advances in Agronomy, 2001, 71: 1–49
[65] Di H J, Cameron K C. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures?[J]. Soil Use and Management, 2012, 28(1): 54–61
[66] Cameira M R, Fernando R M, Pereira L S. Monitoring water and NO_3-N in irrigated maize fields in the Sorraia Watershed, Portugal[J]. Agricultural Water Management, 2003, 60(3): 199–216
[67] Liang X Q, Xu L, Li H, et al. Influence of N fertilization rates, rainfall, and temperature on nitrate leaching from a rainfed winter wheat field in Taihu watershed[J]. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 2011, 36(9/11): 395–400
[68] Chen J Y, Tang C Y, Sakura Y, et al. Nitrate pollution from agriculture in different hydrogeological zones of the regional groundwater flow system in the North China Plain[J]. Hydrogeology Journal, 2005, 13(3): 481–492
[69] Chen X M, Wu H S, Wo F. Nitrate vertical transport in the main paddy soils of Tai Lake region, China[J]. Geoderma, 2007, 142(1/2): 136–141
[70] Zhang Y M, Hu C S, Zhang J B, et al. Nitrate leaching in an irrigated wheat-maize rotation field in the North China Plain[J]. Pedosphere, 2005, 15(2): 196–203
[71] Bateman E J, Baggs E M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space[J]. Biology and Fertility of Soils, 2005, 41(6): 379–388
[72] Gärdenäs A I, Hopmans J W, Hanson B R, et al. Two-dimensional modeling of nitrate leaching for various fertigation scenarios under micro-irrigation[J]. Agricultural Water Management, 2005, 74(3): 219–242
[73]崔振岭，陈新平，张福锁，等．不同灌溉畦长对麦田灌水均匀度与土壤硝态氮分布的影响[J]．中国生态农业学报，2006，14(3): 82–85
Cui Z L, Chen X P, Zhang F S, et al. Effect of different border lengths on the irrigation homogeneity and soil nitrate-N distribution on wheat field[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2006, 14(3): 82–85
[74] Vinten A J A, Vivian B J, Wright F, et al. A comparative study of nitrate leaching from soils of differing textures under similar climatic and cropping conditions[J]. Journal of Hydrology, 1994, 159(1/4): 197–213
[75] Beaudoin N, Saad J K, Van Laethem C, et al. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 111(1/4): 292–310
[76] 孙美，蒙格平，张晓琳，等．集约化种植区硝态氮在土壤剖面中的分布与累积特征[J]．环境科学学报，2012，32(4): 902–908
Sun M, Meng G P, Zhang X L, et al. Characteristics of nitrate-nitrogen distribution and accumulation in soil profiles at intensive

planting areas[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(4): 902–908
[77] 李久生, 杨风艳, 栗岩峰. 层状土壤质地对地下滴灌水氮分布的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(7): 25–31
Li J S, Yang F Y, Li Y F. Water and nitrogen distribution under subsurface drip fertigation as affected by layered-textural soils[J]. Transactions of the CSAE, 2009, 25(7): 25–31
[78] Kirchmann H, Bergström L. Do organic farming practices reduce nitrate leaching?[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2001, 32(7/8): 997–1028
[79] Torstensson G, Aronsson H, Bergström L. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden[J]. Agronomy Journal, 2006, 98(3): 603–615
[80] Daudén A, Quílez D. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment[J]. European Journal of Agronomy, 2004, 21(1): 7–19
[81] Qiu S J, Peng P Q, Li L, et al. Effects of applied urea and straw on various nitrogen fractions in two Chinese paddy soils with differing clay mineralogy[J]. Biology and Fertility of Soils, 2012, 48(2): 161–172
[82] Näsholm T, Kielland K, Ganeteg U. Uptake of organic nitrogen by plants[J]. New Phytologist, 2009, 182(1): 31–48
[83] 李晓欣, 马洪斌, 胡春胜, 等. 华北山前平原农田土壤硝态氮淋失与调控研究[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(5): 1109–1114
Li X X, Ma H B, Hu C S, et al. Soil nitrate leaching and control methods in the piedmont of North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(5): 1109–1114
[84] Thorup-Kristensen K, Magid J, Jensen L S. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones[J]. Advances in Agronomy, 2003, 79: 227–302
[85] Constantin J, Mary B, Laurent F, et al. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 135(4): 268–278
[86] 张永利, 巨晓棠. 不同植物轮作提取深层土壤累积硝态氮的效果[J]. 中国农业科学, 2012, 45(16): 3297–3309
Zhang Y L, Ju X T. Mining the accumulated nitrate from deep soil layers by rotation with different crops[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2012, 45(16): 3297–3309
[87] Catt J A, Howse K R, Christian D G, et al. Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-93: The effect of straw incorporation[J]. The Journal of Agricultural Science, 1998, 131(3): 309–320
[88] Shan J, Yan X Y. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils[J]. Atmospheric Environment, 2013, 71: 170–175
[89] 张冉, 赵鑫, 濮超, 等. 中国农田秸秆还田土壤 N_2O 排放及其影响因素的 Meta 分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22): 1–6
Zhang R, Zhao X, Pu C, et al. Meta-analysis on effects of residue retention on soil N_2O emissions and influence factors in China[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(22): 1–6
[90] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems — A review[J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2006, 11(2): 403–427
[91] Kameyama K, Miyamoto T, Shiono T, et al. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcaric dark red soil[J]. Journal of Environmental Quality, 2012, 41(4): 1131–1137
[92] Yao Y, Gao B, Zhang M, et al. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil[J]. Chemosphere, 2012, 89(11): 1467–1471
[93] Ulyett J, Sakrabani R, Kibblewhite M, et al. Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils[J]. European Journal of Soil Science, 2014, 65(1): 96–104
[94] Dempster D N, Gleeson D B, Solaiman Z M, et al. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with *Eucalyptus* biochar addition to a coarse textured soil[J]. Plant and Soil, 2012, 354(1/2): 311–324
[95] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, et al. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 2010, 74(3): 852–860
[96] Song Y J, Zhang X L, Ma B, et al. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2014, 50(2): 321–332
[97] Hansen E M, Djurhuus J. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop[J]. Soil and Tillage Research, 1997, 41(3/4): 203–219
[98] Stenberg M, Aronsson H, Lindén B, et al. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop[J]. Soil and Tillage Research, 1999, 50(2): 115–125
[99] Patni N K, Masse L, Jui P Y. Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage-part 1: Flow and nitrate[J]. Transactions of the ASAE, 1996, 39(5): 1665–1672

[100] Patni N K, Masse L, Jui P Y. Groundwater quality under conventional and no tillage: I. Nitrate, electrical conductivity, and pH[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27(4): 869–877

[101] Tan C S, Drury C F, Soultani M, et al. Effect of controlled drainage and tillage on soil structure and tile drainage nitrate loss at the field scale[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(4/5): 103–110